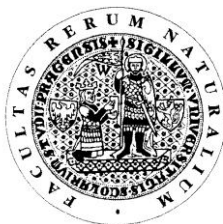


**UNIVERZITA KARLOVA V PRAZE**

**Přírodovědecká fakulta**

Studijní program: Chemie

Studijní obor: Chemie životního prostředí



**Šárka Endlerová**

**PRACHOVÉ ČÁSTICE V ŽIVOTNÍM PROSTŘEDÍ A JEJICH VLIV NA  
ROSTLINY – MOŽNOSTI VYUŽITÍ PRO FYTOREMEDIACE**

**Dust particles in the environment and their effect on plants – possibilities for  
use in phytoremediation**

Bakalářská práce

Vedoucí závěrečné práce: RNDr., Mgr. Petr Soudek, Ph.D.

Praha 2011

**Prohlášení:**

*Prohlašuji, že jsem tuto bakalářskou práci vypracovala samostatně, pod vedením školitele RNDr., Mgr. Petra Soudka, Ph.D. a že jsem všechny použité prameny řádně citovala. Jsem si vědoma toho, že případné využití výsledků, získaných v této práci, mimo Univerzitu Karlovu v Praze je možné pouze po písemném souhlasu této univerzity.*

*V Praze dne 29.8.2011*

**Poděkování:**

*Ráda bych tímto poděkovala RNDr., Mgr. Petru Soudkovi, Ph.D. bez jehož vedení a konzultací bych nemohla svou práci realizovat. Dále můj dík patří Mgr. Petru Maršíkovi, Ph.D. za jeho pomoc při práci v laboratoři. Nakonec bych pak chtěla poděkovat i své rodině a blízkému okolí za jejich morální i finanční podporu.*

**Abstrakt:**

Tato bakalářská práce se zabývá prachovými částicemi, jedním z kontaminantů životního prostředí, a jejich vlivem na rostliny, které lze využít pro fytořemediace. První část se věnuje přehledu látek, které se podílejí na znečišťování ovzduší a zároveň jsou zde uvedeny jejich škodlivé účinky na životní prostředí. V další části jsou popsány metody fytořemediace a jejich použití. V poslední části je pak popsáno experimentální měření prašnosti ovzduší a sledování obsahu polyaromatických uhlovodíků v ovzduší na základě jejich analýz na povrchu listů dřevin.

*Klíčová slova:* fytořemediace, prachové částice, polyaromatické uhlovodíky, znečištění ovzduší

**Abstract:**

This bachelor thesis deals with dust particles, one of the substances polluting the environment, and their effect on plants, which can be used for phytoremediation. First part focuses on an overview of substances that participate to air pollution and there are also given their harmful effects on the environment. The next part describes the methods of phytoremediation and their use. In the last part is described experimental measurements of dust in the air and monitoring of polyaromatic hydrocarbons content in the atmosphere based on their analysis on the surface of the leaves of trees.

*Key word:* phytoremediation, dust particles, polyaromatic hydrocarbons, air pollution

## Obsah

Abstrakt:.....	3
Abstract: .....	3
Seznam zkratk .....	6
Úvod.....	7
1. Teoretická část .....	8
1.1 Znečištění ovzduší.....	8
1.1.1.    Ozón .....	8
1.1.2.    Sloučeniny síry.....	9
1.1.3.    Sloučeniny dusíku .....	10
1.1.4.    Sloučeniny uhlíku.....	10
1.1.5.    Těkavé organické látky .....	10
1.1.6.    Prachové částice .....	11
1.1.6.1.    Polyaromatické uhlovodíky .....	11
1.2. Prachové částice a jejich vliv na rostliny .....	14
1.2.1.    Mechanismus zachycení prachu rostlinami.....	14
1.3. Fytoremediace .....	16
1.3.1.    Metody fytoremediace .....	17
1.3.1.1.    Fytodegradace .....	18
1.3.1.2.    Fytoextrakce .....	19
1.3.1.2.1.    Hyperakumulace .....	19
1.3.1.3.    Fytovolatilizace .....	19
1.3.1.4.    Rhizofiltrace.....	20
1.3.1.5.    Fytostabilizace.....	21
2. Experimentální část.....	22
2.1. Měření prašnosti.....	22
2.1.1. Materiály a metody .....	22

2.1.2. Použité přístroje .....	22
2.1.3. Popis měření.....	23
2.1.4. Odběrová místa .....	24
2.2. Sledování kontaminace ovzduší PAH na základě jejich analýz na povrchu listů dřevin .....	24
2.2.1. Terénní odběr vzorků .....	24
2.2.2. Laboratorní zpracování vzorků .....	25
2.2.2.1. Měření plochy listů .....	25
2.2.2.2. Přechištění extraktů.....	25
2.2.2.3. Analýza vzorků .....	26
2.2.3. Použité chemikálie .....	28
2.2.4. Použité přístroje .....	28
3. Výsledky a diskuze .....	29
3.1. Měření prašnosti.....	29
3.2. Sledování kontaminace ovzduší PAH na základě jejich analýz na povrchu listů dřevin .....	31
4. Závěr .....	34
5. Seznam použité literatury:.....	35

## **Seznam zkratek**

VOC – těkavé organické látky

PAH – polyaromatické uhlovodíky

K<sub>OW</sub> – rozdělovací koeficient oktanol/voda

μm – mikrometr

TCE – trichlorethylen

HPLC – vysoce účinná kapalinová chromatografie

GC/MS – plynová chromatografie spojená s hmotnostní spektrometrií

# Úvod

Znečištění ovzduší je v dnešní době diskutované téma. Způsobuje řadu onemocnění dýchacího ústrojí a v mnoha případech je i příčinou smrti. Zemské ovzduší tvoří z 79% inertní plyny, hlavně tedy dusík, argon a další vzácné plyny, z 21% kyslík. Ovšem tyto plyny neznamenaají pro životní prostředí zátěž, za škodliviny jsou totiž považovány stopové příměsi. Hlavní znečištění ovzduší se nachází ve výšce 64,4 do 80.5 km od povrchu Země.

Jednou ze škodlivin ovzduší, jsou prachové částice, které mohou mít neblahý vliv nejenom na lidské zdraví, ale také na vegetaci. Cílem mé práce bylo formou literární rešerše shrnout vliv prachových částic na rostliny a možnosti fytořemediace.

V první části mé práce jsem se zabývala znečištěním ovzduší, kde jsem se zaměřila na polyaromatické uhlovodíky, které jsou obsaženy v prachových částicích. Ve druhé části jsem se zabývala vlivem prachových částic na rostliny a ve třetí kapitole jsem se zabývala metodami fytořemediace.

Na závěr jsem provedla experimentální zjištění prašnosti prostředí a stanovovala jsem obsah polyaromatických uhlovodíků ve frakcích prachu a listech různorodých rostlin.



# 1. Teoretická část

## 1.1 Znečištění ovzduší

Znečištění ovzduší v podstatě znamená přítomnost chemických látek v zemské atmosféře, které se zde běžně nevyskytují.

Znečištění ovzduší se dělí do dvou širokých kategorií, a to primární a sekundární. Primárním znečištěním jsou takové látky, které jsou vypouštěny přímo do ovzduší, např. prach, kouř a celá řada toxických chemických látek, jako je olovo, rtuť, vinylchlorid a oxid uhelnatý. Také výfukové plyny z vozidel a plyny vypouštěné komíny průmyslových budov jsou příkladem primárního znečištění.

Sekundární polutanty jsou takové látky, které jsou chemicky upravené až po vypuštění do atmosféry. Tato látka je pak modifikována na jinou formu, a to buď reakcí s jinou chemikálií obsaženou ve vzduchu, nebo reakcí se slunečním zářením (fotochemická reakce). Takto změněná sloučenina je pak sekundárním znečištěním atmosféry. Ukázkovým příkladem sekundárního znečištění je smog. (Colls, 1998)

Rozlišujeme mezi krátkodobými akutními a dlouhodobými chronickými účinky znečištění ovzduší. Krátkodobé účinky mohou být způsobeny například ekologickými haváriemi, zatímco chronické účinky mohou obecně zasáhnout větší část obyvatel. Je důležité si uvědomit, že látky znečišťující ovzduší jsou přeshraniční, tzn., že nejsou ničím omezeny a tak se mohou snadno šířit od jejich zdrojů na další místa a způsobovat znečištění po celém světě. (Ignatova, 2008)

### 1.1.1. Ozón

Přízemní ozón je složkou fotochemického smogu. Tříatomové molekuly kyslíku vznikají sledem chemických reakcí, kterých se účastní těkavé organické látky, oxidy dusíku, sluneční světlo a molekulární kyslík. Přízemní ozón je velice škodlivý jak pro živé organismy, tak pro stavební materiály. Stratosférický ozón je však prospěšný, poskytuje důležitý štít proti škodlivému ultrafialovému záření. (Colls, 1998)

Ozón může mít nepříznivé účinky na rostliny. Způsobuje hnědé skvrny, které se objevují na rovných plochách listů mezi žilnatinou. Troposférický ozón může bránit rostlině v dýchání tím, že blokuje průduchy a negativně ovlivňuje fotosyntézu, což způsobuje zakrnění rostliny. Ozón může rozložit přímo rostlinné buňky, tím, že se vstoupí přímo do průduchů. (Ignatova, 2008) Do průduchů vstupuje jako normální vzduch, kde působí jako silné oxidační činidlo. V důsledku jeho působení dochází k porušení biomembrán a snižování množství chlorofylu. Destrukci buněk pak způsobují volné radikály vznikající při jeho rozpadu. Rostliny jsou také více náchylné k chorobám a na napadení škůdci.

### **1.1.2. Sloučeniny síry**

Nejznámějším polutantem je oxid siřičitý ( $\text{SO}_2$ ), vznikající při spalování fosilních paliv. V minulosti se na výskytu oxidu siřičitého v ovzduší podílelo především spalování uhlí, dnes je jeho hlavním zdrojem na síru bohatá ropa, respektive její spalování. Nebezpečí oxidu siřičitého spočívá zejména v reakcích, do nichž vstupuje a jejich produktů. V ovzduší se totiž oxid siřičitý během krátké doby postupně oxiduje na kyselinu sírovou či na sírany. Kyselina sírová patří do skupiny látek, které způsobují okyselování půd, vod, jezer a potoků. Svůj podíl na těchto procesech nese i kyselina dusičná, vznikající oxidací oxidu dusičitého, jenž společně patří k hlavním činitelům kyselé atmosférické depozice.

Samotný oxid siřičitý poškozuje organické materiály a dráždí oči, nos a plíce, proto je řazen mezi pro člověka nebezpečné látky znečišťující ovzduší. Z hlediska rostlinné vegetace je známo, že oxid siřičitý má destruktivní účinky na lesy a jinou vegetaci. Narušuje buněčný metabolismus (poškozuje membránu, účinky na dýchání a fotosyntézu), poškozuje listy a způsobuje jejich opad. Dále zpomaluje růst rostlin a omezuje reprodukci a zvyšuje citlivost rostlin k útokům býložravého hmyzu. Oxid siřičitý může často působit v součinnosti s jinými polutanty, např. prachovými částicemi. (Ignatova, 2008)

### **1.1.3. Sloučeniny dusíku**

Za hlavní zdroj oxidů dusíku lze považovat zejména automobilovou dopravu, protože katalyzátory nejsou vůči k této škodlivině příliš účinné. Dalším významným zdrojem je amoniak ( $\text{NH}_3$ ), který se díky atmosférické depozici se dostává do půdy, kde jeho vlivem může dojít ke zvýšení pH půdy a vlivem postupné nitrifikace opět k poklesu na hodnotu nižší než před kontaminací. Amoniak vzniká například při chovu hospodářských zvířat či rozkladem dusíkatých látek v půdě. Oproti amoniaku nebylo pro oxidy dusíku prozatím dosaženo účinného snížení emisí, proto je jimi ovzduší ve městech velmi zatíženo. Oxid dusnatý i oxid dusičitý vznikají při vysokých teplotách a to slučováním kyslíku a dusíku z ovzduší.

Expozice velkými koncentracemi oxidu dusičitého může způsobit vyšší náchylnost organismů k bakteriálním infekcím a rakovině plic. Oxid dusičitý je také jednou z hlavních složek fotochemického smogu. U rostlin způsobuje nepravidelné hnědé nebo bílé léze na plochách a okrajích listu. Amoniak způsobuje nepřírodně zelený vzhled tkání usychajících listů. (Ignatova,2008)

### **1.1.4. Sloučeniny uhlíku**

Oxid uhelnatý je velmi jedovatý plyn, který ovlivňuje schopnost těla přijímat kyslík. Hemoglobin, který transportuje kyslík v krvi, se váže přednostně s oxidem uhelnatým, což vede k nedostatku kyslíku v těle. Na rozdíl od mnoha jiných látek znečišťujících ovzduší nemá přímý vliv na oči, sliznici nosu nebo plíce. To, co dělá tento plyn ještě nebezpečnější, je skutečnost, že je neviditelný a bez zápachu, proto není rychle detekovatelný jako hrozící nebezpečí.

### **1.1.5. Těkavé organické látky**

Další hojně diskutovanou škodlivinou v ovzduší jsou těkavé organické látky, zkráceně VOC. Jde o skupinu látek, které se dostávají do ovzduší nejčastěji vypařováním různých kapalin, například organických rozpouštědel nebo pohonných hmot. Bývají často karcinogenní.

VOC mají neblahé účinky na zdraví lidí a zvířat. Mohou způsobovat anémii, únavu, závratě, ospalost, nevolnost a bezvědomí. Rovněž poškozují kostní dřeň, játra a způsobují poruchy centrální nervové soustavy.

VOC nepřímo přispívají k tvorbě atmosférického ozónu. (Ignatova, 2008)

#### **1.1.6. Prachové částice**

Vzdušné částice jsou malé fragmenty pevného nebo kapalného charakteru rozptýlené ve vzduchu. (Moore, 1995)

Prachové částice jsou pevné částice v průměru mezi 1 a 100  $\mu\text{m}$ ; výpary nebo kouř jsou pevné částice menší než 1  $\mu\text{m}$  v průměru. Podle názoru odborníků je prach nejškodlivější ze všech měřených látek znečišťujících životní prostředí. Menší prachové částice jsou nebezpečnější než ty větší, protože pronikají hluboko do plic, kde jsou uloženy do oblastí, ze kterých je fyziologické obranné mechanismy lidského těla (např. kašel) nemohou odstranit. (Bolt et al, 2001)

Podle US Environmental Protection Agency tyto částice způsobují zhoršení respiračních potíží (podráždění dýchacích cest, kašel), snížení funkce plic, astma, chronickou bronchitidu, infarkty bez smrtelných následků, nepravidelnou srdeční akci i předčasné úmrtí lidí s chorobami srdce nebo plic. (US Environmental Protection Agency; Particular Matter, 2008)

V aerosolových částicích se též vyskytují perzistentní organické látky, zejména polycyklické aromatické uhlovodíky, které bývají často karcinogenní a tím se řadí mezi nejnebezpečnější škodliviny.

##### **1.1.6.1. Polyaromatické uhlovodíky**

Polycyklické aromatické uhlovodíky, zkráceně PAH, jsou chemické sloučeniny obsahující více benzenových kruhů. Jsou běžnou složkou ropných paliv, uhelných produktů a dehtu. Jako zástupce PAH lze jmenovat fenanthren, pyren, benzo(a)pyren. Někdy se do této skupiny látek řadí i naftalen, přestože obsahuje pouze dva benzenové kruhy. PAH vznikají spalováním organického materiálu a termální geologickou reakcí. Tyto sloučeniny přitahují již mnoho let velkou pozornost, jelikož některé z nich jsou silnými karcinogeny. Příkladem jsou

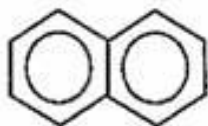
benzo(a)pyren a benzo(a)anthracen, složky těžkého topného oleje, dehtu a kreozotu. Z tohoto důvodu jsou často zaznamenávány v plynárnách a místech zplyňování uhlí a též v souvislosti s ropnými skvrnami. Ze zdrojů antropogenního původu, které vedou ke zvýšení kontaminace životního prostředí PAH, lze jmenovat např. již zmiňované zplyňování uhlí, dále výrobu elektřiny a tepla, produkci koksu, katalytické krakování, výrobu a použití černého uhlí, výrobu a použití asfaltu, výrobu a použití uhelného dehtu, destilaci ropy, zpracování dřeva a konzervaci, spalování a likvidaci odpadu. (Wilson and Jones, 1993)

PAH se však vyskytují všude v životním prostředí, nejen v místech kontaminace, i když pouze ve velmi nízkých koncentracích. Je to způsobeno nedokonalým spalováním fosilních paliv. Ukázalo se, že základní hodnoty koncentrací v normální zemědělské půdě se během let zvyšují a další růst se očekává. (Jones et al, 1989) Tato skutečnost je způsobena persistencí těchto sloučenin v životním prostředí i za aerobních podmínek a jejich nízkou mobilitou, kvůli vysokým hodnotám  $K_{OW}$ .

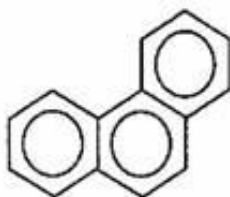
Vzhledem k malé rozpustnosti PAH ve vodě a jejich vysokým hodnotám  $K_{OW}$ , mají tyto látky tendenci být sorbovány do organické hmoty v půdě, namísto rozpuštění v infiltrující vodě. Sorpce má za následek snížení biologické dostupnosti, protože se sloučeniny nacházejí v mikroporézních oblastech půdy, které jsou nepřístupné pro bakterie. Biodegradace je tedy řízena pomalou desorpčí a difúzním přenosem hmoty do biologicky aktivních oblastí. (Zhang et al., 1998)

Díky vysoké perzistenci a nízké mobilitě mohou tyto látky zůstat v půdě po celá desetiletí.

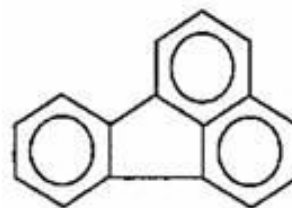
Je známo, že PAH mohou být degradovány plísňovými houbami *Phanerochaete chrysosporium* nebo skupinou hub. Tyto houby produkují rodinu enzymů zvaných lignin peroxidasy, které mají rozsáhlé biodegradační vlastnosti. Degradace PAH probíhá za podmínek s omezeným množstvím dusíku a nízkého pH, asi 4,5.



Naftalen



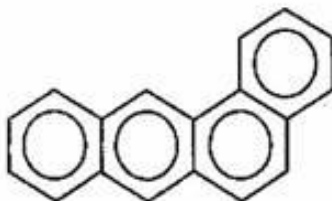
Fenanthren



Fluoranthen



Pyren



Benzo[a]antracen



Benzo[a]pyren

Obr. 1 Příklady polyaromatických uhlovodíků © <http://www.eugris.info>

## 1.2. Prachové částice a jejich vliv na rostliny

Znečištění ovzduší může mít dlouhodobý a krátkodobý efekt na rostliny. Okamžitým účinkem znečištění ovzduší na rostliny může být poškození listů. (Colls, 2002)

Prach může ovlivňovat fotosyntézu, dýchání, transpiraci a umožňuje pronikání fytotoxických plynných znečišťujících látek do rostliny. Mohou se projevit i viditelné příznaky poškození a obecně způsobuje snížení produktivity rostlin. Většina rostlinných společenstev je ovlivněna depozicí prachu tak, že je změněna jejich komunitní struktura. (Farmer, 1993)

Prachové částice často postihují rostliny a stromy blokováním průduchů na listech, jejichž prostřednictvím rostliny provádí výměnu plynů nezbytných pro fotosyntézu a dýchání. Při dostatečném množství může prach tvořit na listech neprodyšnou vrstvu, která snižuje přísun světla a tím i míru fotosyntézy. Mnoho prachových částic je netečných a pouze stíní, některé jsou však chemicky aktivní. Například cementový prach rozpouští listová pletiva, uhelný prach může obsahovat toxické látky, atd. Vliv prachových částic na stromy a rostliny tedy spočívá v blokování průduchů, zvyšování teploty listů, snížení fotosyntézy, redukci růstu listů; redukci opylování a snížení počtu plodů, snížení růstu stromů a listové nekróze a chloróze. (Farmer, 1997)

Na druhou stranu výzkumy ukázaly, že rostliny (včetně stromů) mohou působit jako biologické filtry, odstraňující velké množství částic z městského prostředí. Je tomu tak zejména díky velké ploše jejich listů vzhledem k půdě, na které rostou, a fyziologickým vlastnostem jejich povrchů, tj. přítomnost trichomů nebo voskových kutikul na listech některých druhů. Výzkumy ukázaly, že pro zachycování částic byli z vegetace nejúčinnější stromy v ulicích, vzhledem jejich blízkosti vysoké intenzitě silniční dopravy. (Shrivastava and Sharma, 2007)

### 1.2.1. Mechanismus zachycení prachu rostlinami

Mechanismus zachycení prachu rostlinami je následující: většina vzdušných částic neprojde skrz průduchy, ale jsou usazeny na povrchu listu. Situaci lze

připodobnit k filtračnímu mechanismu, kdy je vzduch tlačěn vzduchovým čerpadlem přes filtr - vzduchové částice jsou ukládány na povrchu filtru. Toto ale není hlavní příčina uložení částic na povrchu listu. Pro přilnutí částice k povrchu listu je potřeba určité množství adsorpčních sil. Velikost síly je závislá na velikosti částice. Protože proudění vzduchu přes průduchy je pouze pasivní difúze, jemné částice se mohou zadržet uvnitř povrchu. Usazování (převážně hrubých) částic prachu na povrchu listu je usnadněno lepkavým povrchem jemné žilnatiny na povrchu listu. (Shrivastava and Sharma, 2007)



### 1.3. Fytoremediace

Fytoremediace je technologie, která využívá zelené rostliny, houby, řasy a bakterie k odstranění nebezpečných kontaminantů ze životního prostředí. Zahrnuje několik různých metod, kterými lze daný kontaminant degradovat, odstranit nebo imobilizovat. Jsou to 1) degradace (pro odstranění nebo modifikaci organických kontaminantů), 2) akumulace (pro omezení nebo odstranění organických kontaminantů a kovů), 3) rozptýlení organických nebo anorganických kontaminantů do atmosféry a 4) imobilizace (pro snížení mobility organických nebo anorganických kontaminantů). (Pivetz, 2001)

Aby byla fytoremediace úspěšná, je třeba, aby příslušné kontaminanty obsažené v půdě nebo ve vodě byly biologicky přístupné. Toto je ovlivněno především rozpustností dané látky, typem půdy, popřípadě stářím kontaminace. (McCutcheon and Schnoor, 2003)

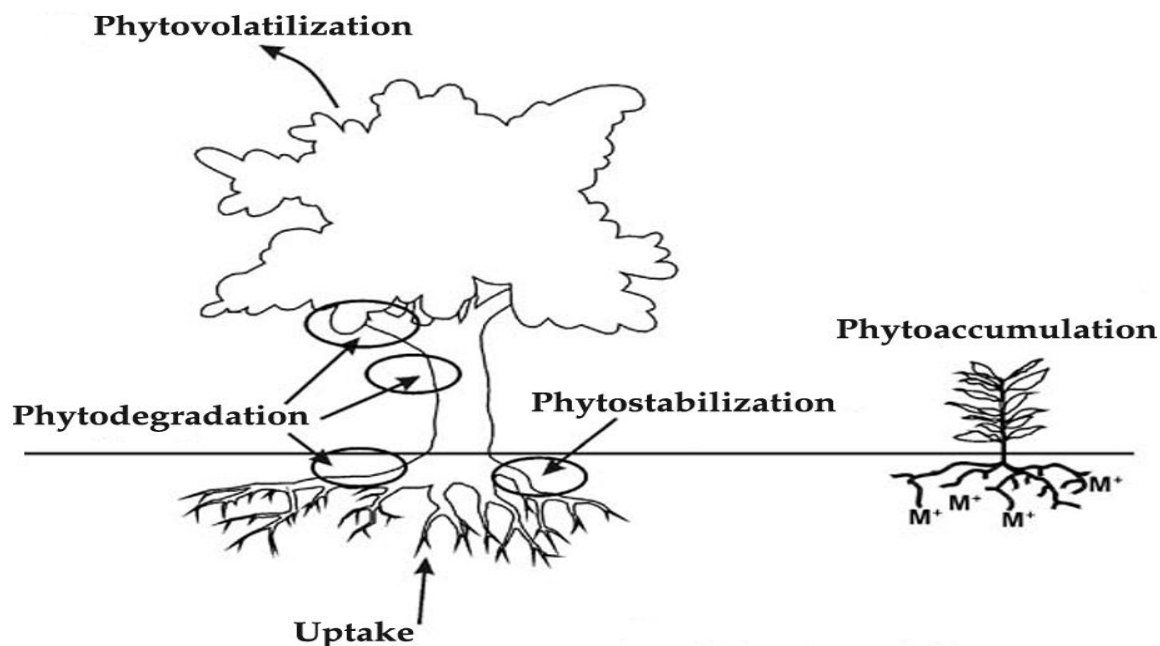
Využití fytoremediace k dekontaminaci prostředí má řadu výhod. Patří mezi ně skutečnost, že tato metoda se provádí *in situ*. Jde o pasivní metodu, která využívá přirozené schopnosti rostlin transportovat živiny z půdy. Rovněž je přínosem to, že půda zůstává na místě a také fakt, že fytoremediace je rychlejší než přírodní atenuace. Nesmíme také opomenout to, že je vhodná pro řadu různých kontaminantů, je poháněna energií ze slunečního záření a dochází při ní ke snížení vzdušných i vodních emisí. Důležité je i to, že je dobře přijímána společností a že se jedná o metodu nízkonákladovou.

Nevýhodou metody je, že jde ve srovnání s běžnými fyzikálně chemickými postupy o proces dlouhodobý, že je nedostatek rostlin vhodných k remediaci a pokud vhodné jsou, tak mají tyto rostliny malé rozměry a jsou málo tolerantní k vyšším koncentracím kontaminantů. Problémem je i to, že kontaminanty jsou v biologicky nedostupné formě a často bývají i mimo dosah kořenového systému. Také omezený transport kontaminantů z kořene do nadzemní části a nakládání s kontaminovaným rostlinným odpadem hovoří v neprospěch této metody. Hrozí i riziko kontaminace potravního řetězce.

Fytoremediace je ekonomicky výhodné metody, protože se snižují náklady na dekontaminaci kontaminantů, hlavně ropných uhlovodíků, polycyklických aromatických uhlovodíků, výbušnin, organické hmoty a živin. Jsou testovány při čištění kontaminované půdy, vody a ovzduší. Byla objevena řada důležitých biologických procesů včetně fytoextrakce a hyperakumulace z půdy, rostlinami asistované mikrobiální degradace uhlovodíků v půdě a několik dalších způsobů transformace organických polutantů. Rostliny využívají pro svůj metabolismus sluneční energie a atmosférického oxidu uhličitého k produkci organické hmoty, čímž se zásadně liší od heterotrofního mikrobiálního dýchání vyžadujícího energii, uhlík a živiny z půdy nebo vody. Transformace, konjugace a sekvestrace pomocí zelených rostlin jsou nové nezbytné nástroje v oblasti odpadového hospodářství, které patří do stejné skupiny jako metody, které využívají vegetačních bariér ke kontrole šíření polutantů v podzemní vodě a půdě. (McCutcheon and Schnoor, 2003)

### **1.3.1. Metody fytořemediace**

Fytořemediaci lze z hlediska metodického postupu rozdělit na dvě základní strategie a to na fytoředekontaminační a fytořtabilizační. Fytoředekontaminační technologie jsou takové metody, při kterých dochází k odstranění kontaminantu. Patří mezi ně fytořdegradace, fytořextrakce, fytořvolatilizace a řhizofiltrace. Pro fytořtabilizační technologie je zase typické, že omezují nebo úplně znemožňují transport kontaminantu do okolí.



Obr. 2 Metody fytořediace © [portal.navfac.navy.mil](http://portal.navfac.navy.mil)

#### 1.3.1.1. Fytodegradace

Tato metoda je založena na použití rostlin a souvisejících mikroorganismů k degradaci organických polutantů. (McCutcheon and Schnoor, 2003)

Fytodegradace je také známa jako fytotransformace. Je to proces destrukce kontaminantu. Aby tento proces proběhl uvnitř rostliny, musí být tato rostlina schopna přijmout kontaminanty z půdy. Aby mohly být látky z půdy vstřebány, je nutné, aby kontaminanty měly průměrné hodnoty  $K_{ow}$  (rozdělovací koeficient oktanol/voda). Laboratorní experimenty na Washingtonské Universitě ukázaly, že sloučeniny, které rostlina takto přijímá, jsou krátké řetězce halogenovaných alifatických sloučenin.

Ve fytodegradačních aplikacích je nežádoucí, aby uvnitř rostliny proběhla transformace kontaminantu na více toxickou formu a následná transpirace do atmosféry. (Pivetz, 2001)

#### **1.3.1.2. Fytoextrakce**

Tato metoda spočívá ve schopnosti suchozemských rostlin nasávat a přijímat nebo biosorbovat toxické prvky, zejména kovy. Kontaminované organismy pak mohou být sklizeny, aby mohly být uloženy nebo extrahovány (při komerčním využití „biominingu“). (McCutcheon and Schnoor, 2003)

Fytoextrakce nebyla všeobecně využívána pro přijímání organických nebo znečišťujících látek rostlinou, neboť tyto látky mohou být rostlinou metabolizovány, změněny nebo vypařeny, čímž se zabrání akumulaci kontaminantu. Nicméně některé studie ukázaly akumulaci organických látek v nezměněné podobě v nadzemní části rostliny. Fytoextrakce je též známa jako fytoakumulace, fytoabsorpce a fytosekvestrace. (Pivetz, 2001)

##### **1.3.1.2.1. Hyperakumulace**

Hyperakumulátory jsou takové rostliny, které jsou schopny akumulovat kovy z půdy bohaté na těžké kovy v mnohem větší míře (asi 100-krát až 1000-krát) než ostatní rostliny, které na takové půdě rostou. Hyperakumulátory takto dosáhnou specifických, nezvykle velkých koncentrací kovů v některé z částí rostliny. Tyto rostliny jsou obecně poměrně vzácné (méně než 400 určených druhů pro 8 těžkých kovů) a nacházejí se pouze na několika lokalitách světa. Těžké kovy jsou obecně pro rostliny fytotoxické, avšak hyperakumulátory se vyvinuly na půdách bohatých na těžké kovy. Možným fyziologickým důvodem, proč rostliny mohou akumulovat kovy je pravděpodobně jejich způsob obrany vůči vysokým koncentracím kovů v půdě. Dalším potenciálním důvodem pro hyperakumulaci kovů může být výhoda před konkurencí. Může také sloužit jako prostředek, jak se bránit suchu nebo jako obrana proti býložravcům či patogenům, jako jsou bakterie a houby. (Pivetz, 2001)

##### **1.3.1.3. Fytovolatilizace**

Tato metoda pracuje na principu příjmu kontaminantu rostlinou a následně uvolněním těkavých kontaminantů a/nebo těkavých produktů degradace těkavých kontaminantů do ovzduší. (Pivetz, 2001)

Fytovolatilizace je primárně proces odstranění kontaminace, při kterém je kontaminant přenášen z původního média do atmosféry. Nicméně metabolické

procesy v rámci rostliny mohou změnit formu kontaminantu a v některých případech ji přeměnit na méně toxickou podobu. Jako příklad lze uvést redukcí vysoce toxických sloučenin rtuti na méně toxickou elementární rtuť nebo přeměnu toxického selenu na méně toxický plyn dimethylselenid. (Adler, 1996) V některých případech přenos kontaminantu do atmosféry umožňuje efektivnější a rychlejší přírodní degradační procesy, jako je fotodegradace. Fytovolatilizace většinou probíhá s organickými kontaminanty, jako TCE, obvykle ve spojení s jinými fytoimediačními procesy. (Pivetz, 2001) Může také probíhat s anorganickými kontaminanty, které jsou přítomny v podzemní vodě, v půdě, v sedimentech nebo v kalech. V laboratorních experimentech byl použit tabák *Aradopsis thaliana*. Tyto rostliny byly geneticky upraveny tak, aby obsahovaly gen rtuť reduktasy, který umožnil přeměnit rtuťnatý kation na méně toxickou kovovou rtuť, která byla transpirována do ovzduší. (Meagher et al., 2000).

#### **1.3.1.4. Rhizofiltrace**

Tato metoda využívá kořene rostliny k absorpci anebo k vysrážení kontaminantů ze znečištěné vody. (McCutcheon and Schnoor, 2003)

Kontaminanty mohou zůstat na kořeni, uvnitř kořene nebo mohou být přijaty a transportovány do jiné části rostliny, v závislosti na kontaminantu, jeho koncentraci a druhu rostliny. Rhizofiltrace je podobná fytoextrakci v tom, že mají obě za následek akumulaci kontaminantu uvnitř. Nicméně při rhizofiltraci může k této akumulaci dojít v kořeni nebo v části rostliny nad vodou, zatímco při efektivní fytoextrakci dochází k akumulaci především v nadzemních částech. Kromě toho se rhizofiltrace liší od fytoextrakce tím, že kontaminant je ve vodě a ne v půdě. Rhizofiltrace je obecně použitelná k čištění velkých objemů vody s nízkou koncentrací kontaminantu, v rozsahu ppb. Primárně byla aplikována na kovy (Pb, Cd, Cu, Fe, Ni, Mn, Zn, Cr (VI)) a radionuklidy ( $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{238}\text{U}$ ,  $^{236}\text{U}$ ). Mohou být použity jak vodní tak suchozemské rostliny. Rhizofiltrace může být použita *in situ* k sanaci kontaminovaných povrchových vod. Nebo může být využit systém nádrží zadržujících kontaminovanou vodu a využívající rostlin k čištění (*ex situ* systém). (Pivetz, 2001)

#### **1.3.1.5. Fytostabilizace**

Tato metoda využívá tolerance některých rostlin ke stabilizaci kontaminantů snížením jejich biologické dostupnosti. (McCutcheon and Schnoor, 2003)

Mobilita kontaminantu, který je v půdě, sedimentech nebo v kalech, může být snížena díky absorpci a akumulaci kořeny; adsorpci na kořenech; vysrážením, komplexací nebo změnou oxidačního čísla kovu v půdě v kořenové zóně; nebo navázáním na huminovou (organickou) složku půdy procesem humifikace. Kromě toho vegetace může snížit větrnou a vodní erozi půdy. Fytostabilizace je též známa jako in-place inaktivace nebo fytoimobilizace. Výzkum fytostabilizace se k dnešnímu dni obecně zaměřil na kontaminaci kovy. Olovo, chrom a rtuť jsou považovány za nejpravděpodobnější kandidáty pro fytostabilizaci. Výhodou fytostabilizace je, že není nutno zbytečně odstranit půdu. Likvidace nebezpečných materiálů nebo biomasy také není požadována, náklady a míra narušení místních činností mohou být nižší než u jiných intenzivnějších sanačních technologií, a obnovení ekosystému zvyšuje kvalitu vegetace. Mezi nevýhody fytostabilizace patří nutnost dlouhodobé údržby vegetace nebo ověření, že vegetace bude schopna přirozeného rozvoje bez zásahu člověka. Toto je nezbytné, pokud kontaminanty zůstávají na místě a musí být zabráněno možnému budoucímu znovu uvolňování a vyplavování kontaminantu. Fytostabilizace vyžaduje rostliny s kořeny schopnými prorůst do zóny kontaminace, které jsou schopny přežít v kontaminované půdě a zároveň jsou schopné měnit biologické, chemické a fyzikální podmínky v půdě. (Pivetz, 2001)

Fytostabilizace je užitečná v místech s mělkou kontaminací a tam, kde je znečištění poměrně malé. Rostliny, které hromadí těžké kovy v kořenech a v kořenové zóně, jsou obvykle účinné v hloubkách až do 60 cm. Kovy, které jsou snadno translokovány do listů rostliny, mohou omezit použitelnost fytostabilizace kvůli potenciálnímu vlivu na potravní řetězec. (Hawaii Bioremediation Database)

## **2. Experimentální část**

### **2.1. Měření prašnosti**

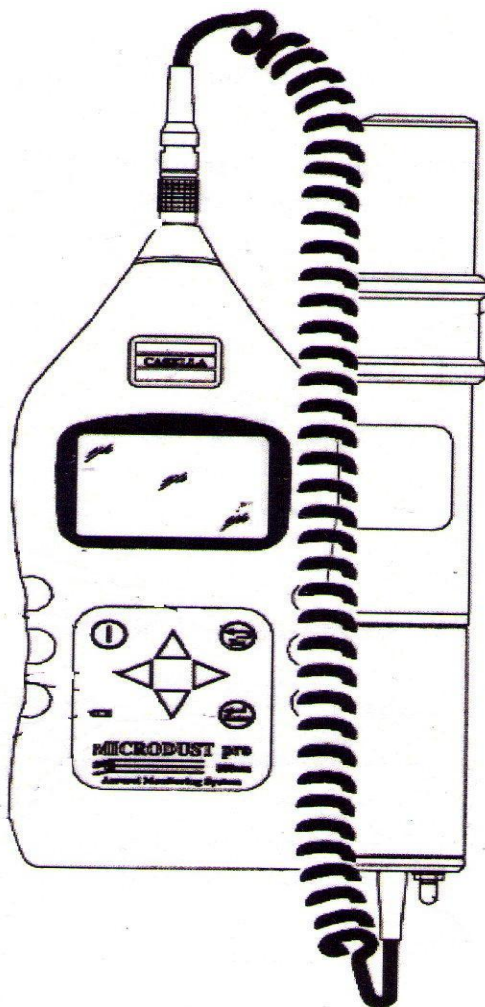
#### **2.1.1. Materiály a metody**

Přesná a opakovatelná měření koncentrací prachu byla získávána pomocí osvědčených technik na bázi rozptylu světla. Kalibrace byla vykonávána pomocí sledovatelných gravimetrických analytických technik. Pro optimální kalibraci při lokálních prachových podmínkách bylo třeba použít odběrové čerpadlo a volitelný gravimetrický nebo respirabilní adaptér, aby se mohla vykonat porovnatelná analýza mezi gravimetrickými daty a daty v reálném čase. Přístroj využívá k svojí činnosti modulovaný infračervený paprsek směřovaný do měřicí cely. V podmínkách „čistého vzduchu“ je všechno světlo zachytávané na masce, která je před detektorem. V okamžiku, když se částice prachu dostanou do měřicí cely, paprsek světla je rozptýlen v úzkém úhlu (12-20°) dopadajícím na detektor. Hodnota lomu a barva měřených částic, při tomto úzkém paprsku rozptýleného světla, snižují citlivost přístroje.

#### **2.1.2. Použité přístroje**

Microdust Pro – Casella CEL Ltd., Velká Británie

Přístroj je kalibrován výrobcem referenčním testovacím prachem (ISO Fine 12103-1 A2, ekvivalent Arizona Road Dust).



Obr. 3 Microdust Pro

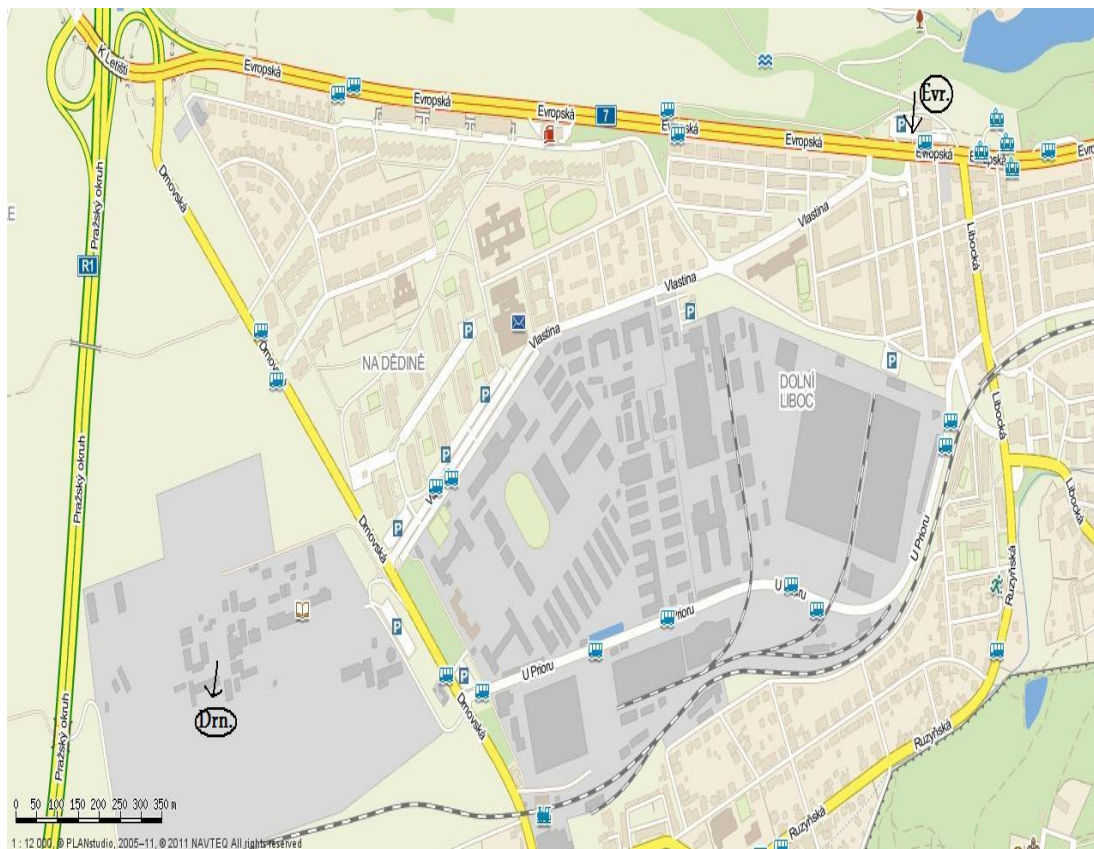
### 2.1.3. Popis měření

Před začátkem každého měření bylo nutné provést vynulování a kalibraci přístroje. Nejdříve byl přístroj vynulován. Pomocí balónku profouknuta sonda, aby byla odstraněna možná kontaminace usazená na povrchu optické části uvnitř sondy a po ustálení hodnoty na display byl přístroj volbou „Set zero“ nastaven na nulu. Poté bylo nutné zkontrolovat výrobcem kalibrovaný rozsah pomocí optického filtru volbou „Set span“. Filtr byl vložen do měřicí cely a po stabilizaci se na displayi zobrazila hodnota totožná s hodnotou na filtru (179), čímž se potvrdilo, že citlivost nastavená výrobcem se nezměnila. Po kalibraci se k přístroji připojilo čerpadlo a bylo zahájeno vlastní měření prašnosti po dobu 2 hodin.



#### 2.1.4. Odběrová místa

Měření byla prováděna jednou týdně na stanovištích, která jsou vyznačena v mapě. Naším cílem bylo zjistit, jaké jsou rozdíly v prašnosti v závislosti na vzdálenosti od komunikace.



Obr. 4 Přibližná místa měření prašnosti a jejich blízké okolí

Drn. - Drnovská 507, Praha 6 – areál Ústavu experimentální botaniky AVČR

Evr. - Evropská ulice Praha 6 – měření v bezprostřední blízkosti komunikace

## 2.2. Sledování kontaminace ovzduší PAH na základě jejich analýz na povrchu listů dřevin

### 2.2.1. Terénní odběr vzorků

Odběrové lokality byly vybrány tak, aby byly v blízkosti zdroje znečištění, tj. křižovatka, frekventovaná silnice a železniční trať. Rozhodujícím faktorem byla též

hustota provozu a sklon vozovky (prudší sklon zpravidla znamená vyšší koncentraci PAH).

Odběr vzorků probíhal za suchého počasí z okrajových částí koruny dřeviny zhruba ve výšce 1-2 m nad úrovní okolního terénu. Listy byly odebírány co nejšetrněji, aby se co nejvíce zamezilo otěru povrchové vrstvy. Tyto vzorky byly uloženy do označených plastových sáčků a následně hned zpracovávány, popřípadě uskladněny při 4°C, nejdéle však po dobu 5 dnů.

## **2.2.2. Laboratorní zpracování vzorků**

### **2.2.2.1. Měření plochy listů**

Měření plochy listů bylo měřeno použitím stolního skeneru a rastrového skenovacího softwaru Leaf Area Measurment, který přímo přepočítává na mm<sup>2</sup>. Rozlišení se lišilo vzhledem k druhu listu; pro velmi malé listy bylo použito rozlišení 800 dpi, pro středně velké 600 dpi a pro velké 400 dpi. Pro následnou analýzu bylo použito takové množství listů, aby jeho celková plocha činila přibližně 20 000 mm<sup>2</sup>.

### **2.2.2.2. Extrakce PAH**

#### **Extrakce PAH z prachových částic**

Dalším krokem po měření povrchu listů bylo opláchnutí absorbovaného prachu ponořením na dobu zhruba 20 vteřin do kádinky s ultračistou vodou ponořenou v ultrazvukové lázni. Tato suspenze byla následně zfiltrována pod vakuem na předem zvážený teflonový filtr, který byl poté sušen při laboratorní teplotě. Suchý filtr byl následně zvážen a odečtením hmotností čistého filtru a filtru se zachycenými prachovými částicemi byla získána čistá hmotnost omyvatelných prachových částic.

Následně byly listy 1 den ve tmě extrahovány v 15 ml hexanu ve skleněných zkumavkách s těsnícím šroubovacím uzávěrem. Poté byly zkumavky ponořeny na 2 minuty do ultrazvukové lázně a celá extrakce byla provedena znovu. Obě hexanové frakce byly následně slity a zkoncentrovány ve vodní lázni na vakuové odparce o teplotě 37°C.

### **Extrakce PAH z listů**

Po oplachu prachových částic byly listy na den uskladněny při 4°C a následně umístěny do zábrusové baňky s 200 ml dichlormethanu a 2 minuty extrahovány v ultrazvukové lázni. Poté byl extrakt slit a bylo přidáno sušidlo Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>. Tento vzorek byl následně po zfiltrování zahuštěn na vakuové odparce a proudem dusíku odpařen do sucha. Poté byl vzorek ve tmě a chladu uskladněn.

### **Přečištění extraktů**

Odparek byl následně v ultrazvukové lázni rozpuštěn v 20 ml n-hexanu a poté extrahován v 60ml zábrusové zkumavce vytřepáním do stejného množství acetonitrilu, pro zbavení polárních příměsí. Svrchní hexanová vrstva byla po dokonalém oddělení obou fází odebrána a rezidua PAH ze spodní acetonitrilové vrstvy byla znovu extrahována 20 ml hexanu. Poté byly obě hexanové vrstvy slity a na vakuové odparce zahuštěny na zhruba 1 ml objemu. Protože extrakty z pletiv listů většinou obsahují množství lipidických příměsí, je nutno je odstranit saponifikací. Ta byla provedena 2M roztokem KOH při teplotě 40°C za občasného míchání po dobu 2 hodin ve zkumavce se šroubovacím uzávěrem. Následně byla svrchní hexanová vrstva odebrána a 3x vytřepána se stejným množstvím vody. Po přidání sušidla Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> byl vzorek čištěn stejným způsobem jako extrakt prachových částic. Poté byl zahuštěný hexanový extrakt aplikován na skleněnou kolonu naplněnou aktivovaným silikagelem, který byl pokryt vrstvou sušidla. Tato kolona pak byla promyta 50 ml n-hexanu a následně 100 ml směsí n-hexan-dichlormethan 1:1, pro odstranění zbytků polárních kontaminací. Nakonec byly obě frakce slity a zahuštěny na objem zhruba 100 µl.

### **2.2.2.3. Analýza vzorků**

Pro analýzu vzorků byly použity dvě metody a to kapalinová chromatografie s PDA a fluorescenční detekcí a plynová chromatografie spojená s hmotnostní spektrometrií, která umožňuje spolehlivěji identifikovat detekované polycyklické uhlovodíky.

V závislosti na způsobu analýzy byly pro kvantifikaci použity dva typy vnitřních standardů a to pro GC/MS vybrané PAH značené deuteriem a pro HPLC

halogenované deriváty PAH. Použití deuterovaných derivátů je výhodnější, protože mají prakticky identické vlastnosti, jako mají nedeuterované PAH vzorku, takže při přečištění dojde ke stejným ztrátám u obou skupin látek. Deuterované látky mají i podobné retenční vlastnosti jako sledované látky.

### **Vysoce účinná kapalinová chromatografie HPLC (s fluorescenční detekcí)**

Při použití této metody bylo výhodou nižší pozadí šumu a vysoká citlivost. Detekční limit se pohybuje od 1 do 15 ng, v závislosti na měřicím systému a konkrétní látce. PAH se slabou fluorescenční odezvou (např. acenaftylen) bylo obtížné touto metodou analyzovat. Identifikace byla pak provedena pouze na základě retenčních času píků při charakteristických excitačních a emisních vlnových délkách, při vyšších koncentracích PAH (ng) bylo možné identifikovat dané látky pomocí UV-Vis absorpčních spekter.

Pro separaci na použité koloně byl použit gradient voda:acetonitril a během analýzy byl udržován průtok 1ml/min o teplotě kolony 35°C.

### **Plynová chromatografie spojená s hmotnostní spektrometrií GC/MS**

Tato metoda má citlivost přibližně na stejné úrovni jako HPLC, navíc bylo možno využít spolehlivé kvantifikace pomocí deuterovaných vnitřních standardů. Velkou výhodou byla i jistější identifikace, která je založena na kombinaci retenčních charakteristik a hmotnostních spekter. Nevýhodou této metody byla pak velká citlivost na kontaminaci detektoru (vysoké pozadí).

PAH mají ve většině případů typická hmotnostní spektra, která usnadňují jejich rozpoznání i kvantifikaci.

Mobilní fázi pro tuto metodu bylo použito helium o průtoku 1ml/min, nastříkováno pak bylo 1 µl vzorku ve splitless módu. Pro separaci bylo použito kolony o délce 30m, vnitřním průměru 0,25 mm a tloušťkou filmu 0,25 µm. Pro separaci sledovaných PAH začínal teplotní gradient na 60°C a ve 48. minutě pokračoval do 300°C. Jednotlivé látky pak byly kvantifikovány podle odezvy molekulové hmotnosti dělené počtem nábojů ( $m/z$ ), které odpovídaly molekulovým hmotnostem příslušných PAH.

### **Kalibrace a stanovení limity detekce a limity stanovitelnosti**

Kalibrace měřicího systému byla provedena použitím kalibračních roztoků směsi standardů PAH a použitých vnitřních standardů, pro omezení chyb vzniklých změnou odezvy zařízení. Využilo se kalibrační křivky, která byla sestrojena na základě ředící řady směsi standardů. Mimo to bylo též provedeno po každých 3 analyzovaných vzorcích měření testovacího vzorku směsi standardů a vnitřních standardů pro korekci posunu retenčních časů a síly odezvy signálu.

#### **2.2.3. Použité chemikálie**

chloroform ( $\text{CHCl}_3$ ) – Sigma-Aldrich, USA

ultračistá neionizovaná voda (deionizátor SCI-AQUA)

dichlormethan ( $\text{CH}_2\text{Cl}_2$ ) – Sigma-Aldrich, USA

hexan ( $\text{C}_6\text{H}_{12}$ ) – Penta, Česká republika (Chrudim)

acetonitril ( $\text{CH}_3\text{CN}$ ) – Chem-Lab, Belgie

2M roztok hydroxidu draselného (KOH) – Sigma-Aldrich, USA

sušidlo síran sodný ( $\text{Na}_2\text{SO}_3$ ) – Sigma-Aldrich, USA

#### **2.2.4. Použité přístroje**

Skener – hp scanjet 3670

Ultrazvuková lázeň – BANDELIN SONOREX, Německo

Centrifuga – HETTICH zentrifugen, Německo

GC-MS - hmotnostní spektrometr ITQ Ion Trap – Thermo Scientific, UK

HPLC - Pinnacie II PAH – Restek, USA

Vakuová rotační odparka – Büchen R-144, Německo

### 3. Výsledky a diskuze

#### 3.1. Měření prašnosti

Za využití metody uvedené v oddíle 2.1.1. byly zjištěny následující koncentrace prachu na odběrových místech.

Tab. 1 Výsledky měření prachu na stanovišti Evropská. Koncentrace v tabulce jsou uvedeny v  $\text{mg}/\text{m}^3$ .

Datum měření	Maximální koncentrace	Minimální koncentrace	Průměrná koncentrace
10.11.2010	19,762	0,092	0,388
24.11.2010	0,118	0,009	0,027
1.12.2010	0,429	0,012	0,075
8.12.2010	16,454	0,192	0,572
3.3.2011	0,278	0,001	0,022
10.3.2011	0,099	0	0,029
29.3.2011	0,417	0,067	0,098
4.4.2011	0,667	0,037	0,147
21.4.2011	4,22	0,024	0,045
27.4.2011	0,33	0	0,014

Tab. 2 Výsledky měření prachu na stanovišti Drnovská. Koncentrace v tabulce jsou uvedeny v  $\text{mg}/\text{m}^3$ .

Datum měření	Maximální koncentrace	Minimální koncentrace	Průměrná koncentrace
2.3.2011	0,091	0,011	0,025
9.3.2011	0,098	0,018	0,054
30.3.2011	0,166	0,066	0,091
6.4.2011	0,104	0,011	0,047
20.4.2011	1,506	0,011	0,036
28.4.2011	0,437	0,016	0,06

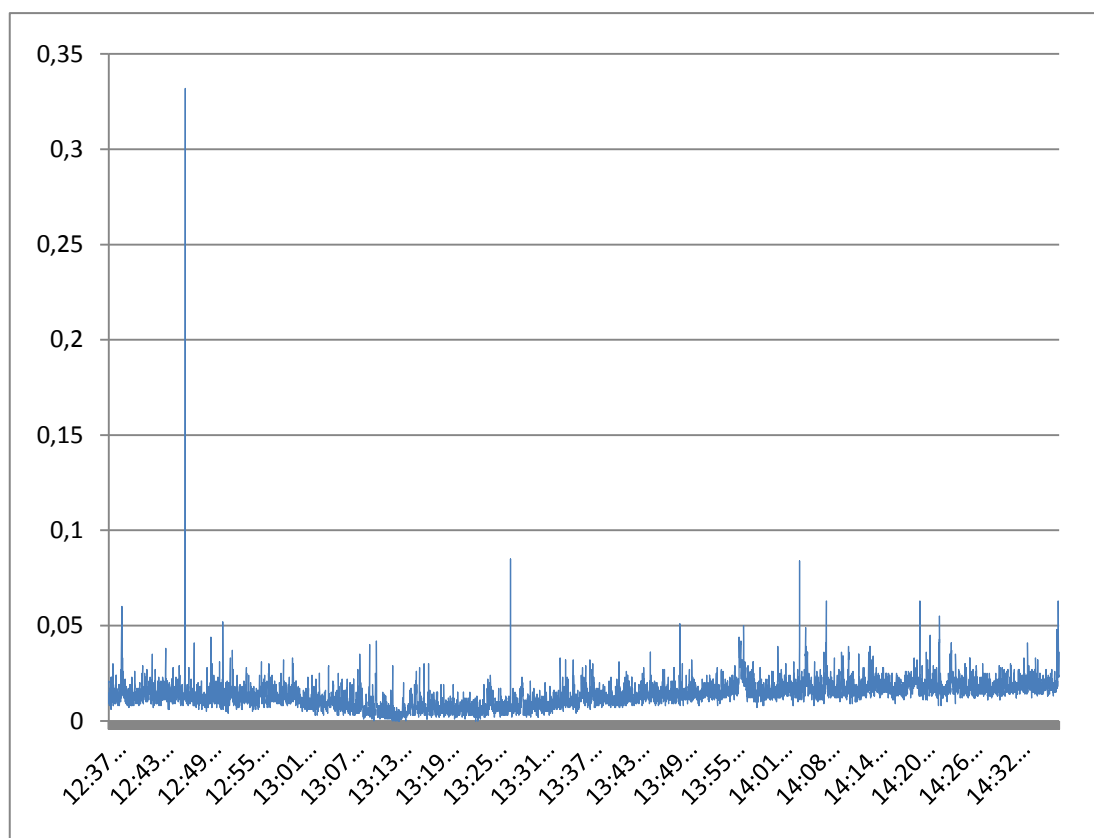
Na začátku tohoto experimentu bylo předpokládáno, že průměrné koncentrace prachu na těchto dvou různých stanovištích budou odlišné na základě vzdálenosti stanoviště od komunikace. Při důkladnějším studiu získaných dat je ale patrné, že v odpovídajících týdnech se naměřené hodnoty příliš neliší.

Shodné koncentrace prachu mohou být způsobeny vlivem větru, protože stanoviště v areálu Ústavu experimentální botaniky bylo na volném prostranství, tedy na místě velmi větrném, tudíž místní koncentrace prachu mohla být ovlivněna Pražským okruhem, který je od tohoto místa vzdálen cca 350 m.

Dalším faktorem ovlivňujícím výsledky může být fakt, že měření neprobíhala v totožný čas, ale s denním rozdílem. V dané dny proto mohla být různá intenzita dopravy a odlišné počasí.

Protože měřením prašnosti nebyl prokázán vliv vzdálenosti od komunikace, pro příští experiment by se mohlo uvažovat o změně stanovišť, aby tento rozdíl byl markantnější popřípadě zvýšit počet stanovišť pro větší srovnání. Dále by bylo efektivnější synchronizovat měření na daných místech v přibližně stejné časy.

Graf 1 Záznam průběhu jednoho měření



x-ová souřadnice – čas t (xx:yy) , y-ová souřadnice – koncentrace prachu ( $\text{mg}/\text{m}^3$ )

### 3.2. Sledování kontaminace ovzduší PAH na základě jejich analýz na povrchu listů dřevin

Použitím postupu uvedeného v kapitole 2.1.1. byly odebrány vzorky listů dřevin uvedených v tabulce, které byly následně laboratorně zpracovány (viz. kapitola 2.2.1.2.) a analyzovány (viz kapitola 2.2.1.3.)

Tab. 3 Množství prachu na povrchu listu jednotlivých dřevin. Uvedené hmotnosti jsou uvedeny v mg a jsou vztaženy na 1 dm<sup>2</sup> plochy listu.

	<b>hmotnost prachu</b>
<b>javor klen</b>	0,2
<b>javor mlč</b>	0,87
<b>ořech</b>	2,19
<b>lípa</b>	3,71
<b>javor mlč</b>	1,12
<b>pámelník</b>	0,79
<b>jilm</b>	6,26
<b>třešeň</b>	1,35
<b>černý bez</b>	1,61
<b>šípk.růže</b>	2,99
<b>slivoň</b>	2,04
<b>Svída</b>	3,67
<b>topol</b>	0,67
<b>jabloň</b>	1,42
<b>bříza</b>	0,94
<b>rdesno</b>	2,6

V tomto experimentu byl posuzován stav znečištění v blízkosti frekventované komunikace (Drnovská ulice, Praha 6) a zároveň absorpční kapacity jednotlivých druhů rostlin. Ze zjištěných hmotností (Tab. 3) je patrné, že nejvyšší absorpční schopnost prokazují listy jilmu. Dobré absorpční schopnosti jsou též patrné u listů svídy krvavé a lípy srdčité. Naopak malé hodnoty u obou druhů javorů, břízy, topolu a pámelníku ukazují na nízké absorpční schopnosti.



Tab. 4 Výsledky stanovení koncentrací PAHs na povrchu listů jednotlivých dřevin  
Uvedené koncentrace pro jednotlivé dřeviny jsou uvedeny v ng/cm<sup>3</sup>. Hodnoty n. d. znamenají, že látka byla ve vzorku pod mezí detekce.

vzorek	javor klen	rdesno	ořech	lípa	javor mlč	pámelník	jilm	třešeň
naftalen	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
acetnaftylen	n.d	n.d	23,6	n.d	n.d	10,7	9,78	9,39
acetnaften	4,98	6,97	32,15	n.d	4,98	6,02	5,14	4,73
fluoren	9,93	11,5	35,8	96,7	73,5	8,40	5,74	n.d
fenanthren	7,51	6,55	16,5	n.d.	n.d	n.d	n.d	n.d
antracen	300,1	271,8	6267,9	2748,4	464,3	474,6	578,5	222,9
fluoranthren	29,2	29,2	279,4	439,0	119,1	89,6	196,2	57,6
pyren	32,5	30,8	238,3	400,8	95,8	84,5	202,4	59,7
benzo(a)antracen	53,6	44,4	530,6	293,8	157,5	130,7	333,1	154,3
chrysen	42,9	47,8	56,2	158,9	42,9	56,8	n.d	0,00
benzo(b)fluoranthren	59,1	64,7	172,4	n.d	61,9	85,0	219,87	100,0
benzo(a)pyren	98,3	201,1	854,6	704,0	608,7	133,4	810,1	262,4
dibenzo(a,h)antracen	929,6	n.d	330,6	n.d	188,3	n.d	n.d	n.d
benzo(g,h,i)perylene	n.d	144,5	361,5	n.d	146,9	n.d	280,7	201,6
indeno(1,2,3-cd)pyren	n.d	n.d	219,1	651,4	n.d	101,1	265,9	143,5

vzorek	černý bez	šíp. růže	slivoň	svída	topol	jabloň	bříza	rdesno
naftalen	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
acetnaftylen	n.d	9,31	n.d	n.d	n.d	n.d	27,53	9,04
acetnaften	n.d	4,65	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
fluoren	5,14	n.d	n.d	n.d	11,40	n.d	n.d	n.d
fenanthren	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
antracen	122,2	178,0	148,6	7393,1	1883,8	1391,6	220,8	141,0
fluoranthren	51,9	44,5	55,7	1357,6	297,0	599,6	25,5	24,3
pyren	56,2	45,9	64,1	1202,8	245,0	622,7	25,6	26,4
benzo(a)antracen	103,6	94,8	139,9	2135,9	n.d	1602,4	43,9	53,4
chrysen	0,00	45,2	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
benzo(b)fluoranthren	87,6	108,0	59,5	521,6	n.d	920,8	n.d	n.d
benzo(a)pyren	274,3	238,4	90,1	2526,1	n.d	3402,1	n.d	n.d
dibenzo(a,h)antracen	n.d	n.d	167,6	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
benzo(g,h,i)perylene	231,3	160,0	162,9	n.d	n.d	1735,1	n.d	n.d
indeno(1,2,3-cd)pyren	243,8	114,5	n.d	n.d	n.d	2335,0	n.d	n.d

Ze zjištěných koncentrací (viz Tab. 4) je patrné, že některé PAH nebylo možné detekovat. To mohlo být způsobeno chybami v metodice, neboť PAH jsou látky těkavé, tudíž v průběhu laboratorní zpracování mohlo dojít ke ztrátám.

Khan a Abbasi (2000) udávají všeobecné požadavky na dřeviny, které jsou určeny k čištění ovzduší. Tyto dřeviny musí být obecně odolné, tolerantní a musí mít rychlý růst. Mezi další požadavky z hlediska efektivity patří husté olistění či větší ochlupení listů. Při pohledu na koncentrace PAH u jednotlivých dřevin je patrné, že se v tomto experimentu podařil prokázat vliv ochlupení listů, protože zdaleka nejvyšší absorpční schopnosti prokazuje svída krvavá a velmi dobré absorpční schopnosti také projevili ořešák a jilm, což koresponduje s údaji v Tab. 3.

Velmi dobré absorpční vlastnosti jsou patrné též u jabloně obecné a lípy srdčité. Naopak malé absorpční schopnosti pak mají rdesno a bříza obecná, což opět koresponduje s údaji v Tab. 3. Zvláště u břízy, pámelníku a černého bezu (tedy u dřevin s hustým olistěním) jsou výsledky překvapivé a neodpovídají všeobecným průzkumům.

## 4. Závěr

Cílem mé bakalářské práce bylo shrnout současné poznatky o vlivu prachových částic na rostliny. V bakalářské práci byly popsány a rozebrány nejdůležitější kontaminanty ovzduší. Prostor byl též věnován metodám fytořemediace. Tato technologie se ukazuje být velmi výhodnou a šetrnou k životnímu prostředí a lze předpokládat do budoucnosti její rozvoj. Zvolila jsem postup seznámení s problematikou znečištěného ovzduší se zaměřením na PAH, které jsou součástí právě prachových částic.

Obsah PAH jsem pak experimentálně stanovovala ve frakcích prachu a listů vybraných druhů rostlin pro zjištění stavu ovzduší v okolí komunikací, metodou kvalitativní a kvantitativní analýzy. Zároveň jsem experimentálně zjišťovala koncentraci prachu v ovzduší v reálném čase na bázi rozptylu světla.

Z naměřených dat koncentrací prachu v ovzduší vyplývá, nebyl prokázán výrazný vliv vzdálenosti od komunikace na množství prachu v ovzduší. Hodnoty hmotností prachu na listech rostlin a koncentrací PAH v listech rostlin ukazují na možný vliv ochlupení listu na absorpční schopnosti listu.

Jsem si vědoma, že vliv prachových částic na rostliny nebyl probrán zcela do hloubky, což bylo dáno omezeným rozsahem této práce. Touto problematikou bych se tedy mohla blíže zabývat v navazující diplomové práci.

## 5. Seznam použité literatury:

1. Adler, T., *Botanical cleanup crews*, Sci. News , 1996 :42-43
2. Bolt, K., Dasgupta, S., Pandey, K., Wheeler, D., *Minute particles, major problems: New policies show promise for saving millions of lives by clearing the air in the developing world*, Forum for applied research and public policy, Vol.16, 2001
3. Colls, J., *Air Pollution: An Introduction*, London: E & F. N. Spon, 1998
4. Colls, J., *Air Pollution*, New York: Spon Press, 2002: p.354
5. Farmer, A., *The effect of dust on vegetation*, Enviromental Pollution, Volume 79, Issue 1, 1993
6. Farmer, A., *Managing Enviromental Pollution*, London: Routledge, 1997:48
7. Hawaii Bioremediation Database, Bioremediation Technologies, <http://www.hawaii.edu>
8. Ignatova, I., *Air Pollution*. Tropical-Rainforest-Animals.com, 2008
9. Jones, K. C., Stratford, J. A., Waterhouse, K. S., Furlong, E. T., Giger, W., Hites, R. A., Schaffner, C., Johnston, A. E. *Increases in the polynuclear aromatic hydrocarbon content of an agricultural soil over the last century*, Environ. Sci. Technol., 1989: 95-101
10. Khan, F. I., Abbasi, S. A., *Attenuation of gaseus pollutants by greenbelts*, Enviromental monitoring and assessment, Vol. 64, 2000
11. McCutcheon, S. C, Schnoor, J. L. *Phytoremediation Transformation and Control of Contaminants*, Wiley-Interscience, 2003
12. Meagher, R. B. , Rugh, C. L., Kandasamy M. K., Gragson, G., Wang, N.J. *Engineered Phytoremediation of Mercury Pollution in Soil and Water Using Bacterial Genes*, Lewis Publishers, 2000: 201-219
13. Moore, C. A. , *Poisons in the Air*, International Wildlife , Vol. 25, 2008
14. Pivetz, B. E., *Phytoremediation of Contaminated Soil and Ground Water at Hazardous Waste Sites*, US Environmental Protection Agency, 2001

15. Shrivastava N.G., Sharma, C.S., *Phytoremediation of particulate matter from ambient environment through dust capturing plant species*, Central pollution kontrol board, 2007
16. US Environmental Protection Agency, *Particulate Matter: Health and Environment*, 2008
17. Wilson, S. C., Jones, K. C. *Bioremediation of soil contaminated with polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs)*, Environ. Pollut., 1993:229-249
18. Zhang, W., Bouwer, E. J., Ball, W. P. *Bioavailability of hydrophobic organic contaminants: Effects and implications of sorption-related mass transfer on bioremediation*, GWMR, 1998: 126-138